DOI:10.13866/j.azr.2024.03.03

2013—2023年兰州山谷持续性冷池空气污染特征

康国强, 马敏劲, 曹译丹, 陈 然
(兰州大学大气科学学院,甘肃 兰州 730000)

摘 要: 持续性冷池(Persistent Cold Air Pools,PCAPs)在山谷城市长时间聚集空气污染物,严重影响居民生活与身体健康。本文使用2013年1月—2023年11月的探空数据和空气质量逐日数据,计算并统计分析了兰州山谷PCAPs发生特点,以及PCAPs强度对污染物浓度变化的影响,最后对比分析PCAPs事件期间存在沙尘气溶胶污染时各污染物浓度的变化情况。结果发现:2013—2023年期间一共发生59次PCAPs事件,共计持续197 d。PCAPs期间的山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度比非PCAPs期间分别高4.4 $J \cdot m^{-2}$和52.59 $\mu g \cdot m^{-3}$。PCAPs期间空气质量指数(Air Quality Index,AQI)、SO_2浓度、NO_2浓度、CO浓度、PM_{10}浓度增长分别为70.37%、144.3%、84.3%、156%、73.15%,而O_3浓度下降60.89%。在PCAPs期间并且无沙尘气溶胶时,$PM_{2.5}$:PM_{10}的值平均在0.58,在PCAPs期间并且有沙尘气溶胶时,$PM_{2.5}$:PM_{10}的值平均在0.31。当存在沙尘气溶胶时$PM_{2.5}$浓度、PM_{10}浓度、AQI、O_3浓度增长分别为:18.33%、133.03%、84.44%、8.5%;而SO_2浓度和CO浓度则分别降低17.54%和17.88%。研究结果可为兰州地区大气污染防治及管理策略提供参考。

关键词: 持续性冷池; 沙尘气溶胶; 山谷城市; 山谷热亏缺; 空气污染

大气污染因其复杂成因和形成条件受到广泛的关注和研究[1-3],尤其是以细颗粒物($PM_{2.5}$)为主的污染[4-5]。随着中国对空气污染的整治,近10 a来重污染天数下降92%,$PM_{2.5}$浓度下降57%,然而受秋冬季采暖及不利于污染物扩散的天气条件的影响,仍存在十分严重的区域空气污染。相同排放的条件下,地形复杂的山谷会造成更加严峻的空气污染[6-7],山谷近地面的空气辐射冷却作用并在山谷内流动,形成稳定的逆温结构,使得空气污染物传输受到抑制[8-10]。

冷池是在地形上受到锢囚的下部空气比上部的空气更冷的稳定气层[11-12]。稳定分层阻止谷内空气与高空大气混合,加之地形阻碍谷内空气横向水平扩散,使得较冷的空气停滞于谷地。当冷池持续时间超过一个昼夜即称之为持续性冷池(Persistent Cold Air Pools,PCAPs)[13]。持续性冷池(PCAPs)主要发生在太阳辐射较弱的秋季和冬季,并且其持续过程受到地形、天气环流形势、辐射、积雪等因素的共同影响[14-16]。PCAPs发生在野外短期内会影响植物呼吸作用,光合作用和静生产力;长期内会影响山谷内物种分布,形成常绿针叶林或耐寒的阔叶植物群落,进而影响山谷碳循环和碳固定[17]。发生在城市山谷中,将会直接影响城市空气质量和影响居民的身体健康[18-19]。

由于冬季复杂地形不利于野外观测,目前只有少量的PCAPs观测活动,更多的是使用模式模拟PCAPs的特征。其中Lareau等[12]、McCaffrey等[20]以及Price等[10]分别在美国犹他州盐湖城谷、美国哥伦比亚河盆地、英国克伦山谷进行了冷池的观测,得出形成冷池的机制与冷池的物理特征以及冷池对空气质量的影响。而Sun等[21]、Umek等[16]、Neemann等[22]及Crosman等[23]使用了数值模式对冷空气池事件进行了模拟,得出WRF(Weather Research and Forecasting)模式能够较好的模拟出冷池结构、冷池破坏的主要机制以及积雪、云微物理等对冷池的影响。即便如此,冷池的定义和划分仍存在多种方法

收稿日期: 2023-10-01; **修订日期:** 2023-12-11
基金项目: 干旱气象科学研究基金项目面上项目(IAM202002)
作者简介: 康国强(1999-),男,硕士研究生,主要从事空气污染数值模拟. E-mail: kanggq21@lzu.edu.cn
通讯作者: 马敏劲. E-mail: minjinma@lzu.edu.cn

和不同的诠释[24]。对于不同下垫面所发生的PCAPs事件的频率、范围、持续时间、局部大气缓冲和解耦程度以及对生态系统结构与功能的影响，都还有待进一步的研究[17]。

兰州位于黄河上游的两岸，三面环山，是典型的黄河河谷城市[25]。受地形及天气形势的影响，兰州山谷在秋季和冬季经常发生PCAPs事件，形成山谷上部空气较暖，山谷内空气较冷的稳定大气层结结构[26-27]，同时山谷内风速维持在1 $m \cdot s^{-1}$左右并且逆温强度增强[25]，使得生活及工业排放的空气污染物无法及时向外扩散，造成谷内空气质量下降、空气污染加重等问题，直接影响人们的生活和身体健康[28]。此外，兰州山谷颗粒物浓度还受沙尘天气影响[29]，存在沙尘气溶胶导致PCAPs中PM_{10}浓度急剧增加，能见度下降，对生活和交通都会产生较大的影响[30]。但目前对兰州山谷PCAPs事件的研究报道较少，对于PCAPs期间兰州山谷污染物浓度影响因子、变化情况以及污染物对PCAPs的反馈影响的研究依旧不明确。本文采用2013年1月—2023年11月的兰州市环境空气质量监测数据资料，分析兰州山谷PCAPs造成的空气污染特征，以及兰州山谷PCAPs并存在沙尘气溶胶污染期间，各污染物浓度变化，结果可为兰州地区大气污染防治及管理策略提供参考。

1 数据与方法

1.1 数据

空气质量逐日数据来源于中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台(http://www.cnemc.cn/)，该平台对于数据进行验证、评估及质量控制等一系列严格的程序和标准来确保数据的准确性和可靠性，本文采取2013年1月18日—2023年11月25日的共计3964 d的兰州市空气污染数据，包括每日空气质量指数(Air Quality Index，AQI)、SO_2、NO_2、O_3、CO、$PM_{2.5}$和PM_{10}数据。探空数据来源于Wyoming大学提供的榆中站点的间隔12 h的气象气球探空数据(http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html)，包括不同高度的气压、气温、露点温度、风速、风向数据。本文对于不同数据源的数据进行整合和处理，确保后续统计研究的数据完整性和数据的一致性。在研究期间空气质量逐日数据存在20 d数据的缺失，探空数据存在64 d的数据的缺失，对缺失数据的日期做剔除处理，不参与后续的统计研究，数据有效天数共计为3880 d。

1.2 方法

AQI指数是描述空气质量的无量纲函数，根据国家环境保护部发布的《环境空气质量标准》(GB3095-2012)与《环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行)》(HJ633-2012)，依据AQI值的大小，空气质量可被划分为6个等级：AQI≤50为一级表征空气质量为优；50<AQI≤100为二级表征空气质量为良；100<AQI≤150为三级表征空气质量为轻度污染；150<AQI≤200为四级表征空气质量为中度污染；201<AQI≤300为五级表征空气质量为重度污染；300<AQI为六级表征空气质量为严重污染，其数值越大、级别和类别越高，说明空气污染状况越严重，对人体的健康危害也就越大。

山谷热亏缺(Q)是定义PCAPs存在和衡量PCAPs强度的重要指标[11]，山谷热亏缺定义为各层的位温与封闭地形顶点的位温之间的差异，即使大气达到高度h的潜在温度所需的热量。山谷热亏缺的大小表示着山谷内有强烈的稳定或不稳定的大气[7,31]。

$$Q=\int_{h_0}^{h}\rho(z)c_p\left[\theta_h-\theta(z)\right]\mathrm{d}z$$

式中：$\rho(z)$为空气密度；c_p为定压下空气比热；h_0为谷地海拔高度；h=2500 m为兰州地区周边山体的平均高度[32-33]；θ_h为2500 m处的位温；$\theta(z)$为空气位温。公式(1)计算了使兰州地面大气达到高度2500 m处的位温所需的热量来表示兰州山谷热亏缺大小。

榆中县属于兰州市管辖的区县，榆中站点(35.87°N，104.15°E)位于兰州市区(36.05°N，103.86°E)的东南侧，相距约35 km。PCAPs事件发生时天气系统影响范围较大[24]，而兰州—榆中的狭长山谷地形结构，使其在秋季和冬季同时受到PCAPs事件的影响。此外，榆中的探空站点对兰州山谷的大气垂直结构具有代表性[34-35]，榆中站点的探空数据可以在一定程度上代表兰州山谷的大气垂直结构，尤其是在没有兰州山谷的探空数据时。所以使用2013—2023年期间榆中站点探空数据计算出来的山谷热亏缺大小表征兰州山谷PCAPs强度具有一定可信程度。兰州山谷发生PCAPs事件的强度由

发生PCAPs时的山谷热亏缺(*Q*)的大小来表示。

采用上述数据，通过计算和统计的方法，分析2013年1月—2023年11月兰州山谷所发生的PCAPs的次数，强度以及其发生期间各污染物的变化情况。根据Lareau等[12]的"The Persistent Cold-Air Pool Study"研究项目对PCAPs事件发生的定义(谷底和谷顶位温差异大于8 K)，本文将同时出现*Q*>4.8 J·m^{-2}，$PM_{2.5}$浓度>75 μg·m^{-3}并且持续时间>2 d的事件视为PCAPs事件。同时根据Cai等[36]对于发生沙尘天气的定义将PCAPs事件发生时$PM_{2.5}$浓度:PM_{10}浓度<0.4的日期定义为PCAPs事件叠加沙尘气溶胶污染过程。

2　结果与分析

2.1　兰州山谷热亏缺与PM2.5浓度变化特征

PCAPs的强度除受到大尺度天气过程影响外，还取决于通过地表湍流通量从地面传递的热量。PCAPs的强度大小，即发生PCAPs事件时的山谷热亏缺的大小，影响着PCAPs的演变，持续时间和对污染物堆积的强度大小。为了更加清晰的描述山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度及PCAPs事件之间的联系，图1~图3描述了山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度的年际、季节和月际变化情况。

山谷热亏缺的年际变化与$PM_{2.5}$浓度的年际变化呈现出负相关趋势(图1)，2013—2023年山谷热亏缺呈现波动性增长的趋势，其大小的平均值为2.92 J·m^{-2}，年平均增长幅度为0.03 J·m^{-2}。这可能是由于兰州山谷土地利用的改变，如城市扩张、建筑物的增加等，可能改变当地的热平衡，导致山谷热亏缺逐年增长。$PM_{2.5}$浓度则呈现出波动式下降趋势，其平均浓度大小为47.29 μg·m^{-3}，年平均增长幅度为−2.69 μg·m^{-3}，这可能是由于兰州工业结构向清洁生产和高技术产业转型，使得传统工业对大气污染的贡献减小，并且采取多项污染控制措施和污染物减排措施，并取得显著成效。

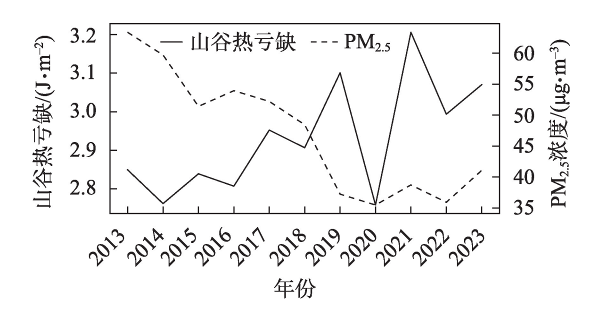


图1　2013—2023年兰州山谷热亏缺(*Q*)与$PM_{2.5}$浓度的年际变化

Fig. 1　Interannual variations of valley heat deficit (*Q*) and $PM_{2.5}$ concentration in Lanzhou valley from 2013 to 2023

山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度的季节变化呈现出正相关性(图2)，二者的最大值皆出现在冬季分别为4.49 J·m^{-2}和63.69 μg·m^{-3}，最小值出现在夏季分别为1.9 J·m^{-2}和31.16 μg·m^{-3}。这可能是由于夏季地面接收到的太阳辐射最强，使得谷底位温与山谷顶部大气位温差异减小到最低，故在夏季山谷热亏缺值最小[37]。同时由于夏季近地面气温升高，大气层结不稳定性增加，使得大气湍流和乱流在夏季加强，污染物扩散能力加强，$PM_{2.5}$浓度下降。冬季地面接收到的太阳辐射减小，谷底位温与山顶位温间的差异增大，使得山谷热亏缺值也增大，同时兰州山谷燃煤取暖等因素，造成污染排放增多，且频繁受到PCAPs影响，污染物向外输送能力进一步减弱，造成污染物堆积，$PM_{2.5}$浓度增大。

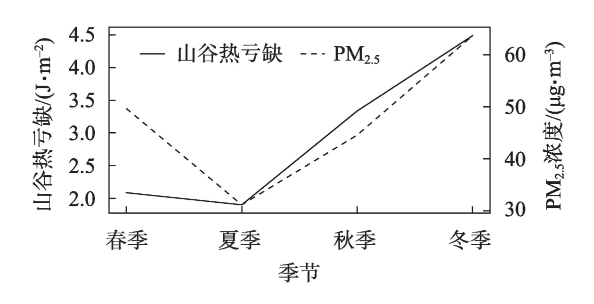


图2　2013—2023年兰州山谷热亏缺(*Q*)与$PM_{2.5}$浓度的季节变化

Fig. 2　Seasonal variations of valley heat deficit (*Q*) and $PM_{2.5}$ concentration in Lanzhou valley from 2013 to 2023

山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度的月际变化具有正相关性(图3)，在每年内的变化呈现出单峰值型，即在每年冬季达到最高值，在夏季达到最低值，且二者相关性为0.6(通过0.01显著性水平检验)。山谷热亏缺的月平均最大值出现在2019年12月，为6.03 J·m^{-2}；最小值出现在2023年5月，仅为1.27 J·m^{-2}。$PM_{2.5}$浓度的月平均最大值出现在2016年12月，为97.59 μg·m^{-3}；最小值出现在2020年8月，为18.03 μg·m^{-3}。

2.2　兰州山谷PCAPs事件分析

兰州山谷PCAPs一般是受到高空脊前气流天气沉降的影响，下沉增暖作用可以达到兰州山谷1500~2000 m处的高空使得山谷上空增暖，在

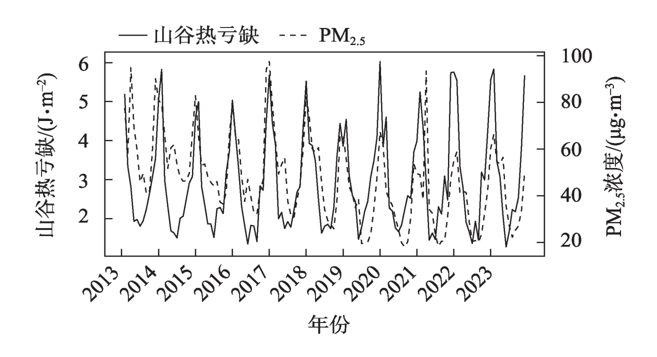
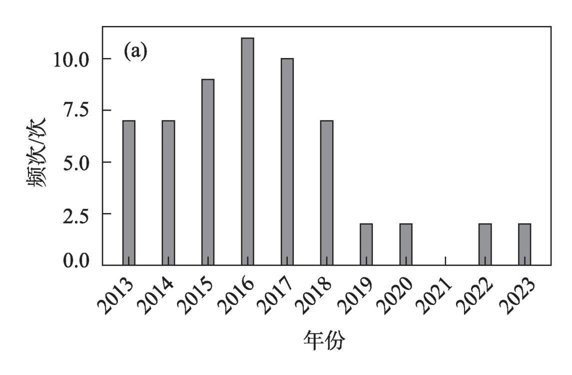


图3 2013—2023年兰州山谷热亏缺(Q)与$PM_{2.5}$浓度的月际变化

Fig. 3 Monthly variations of valley heat deficit (Q) and $PM_{2.5}$ concentration in Lanzhou valley from 2013 to 2023



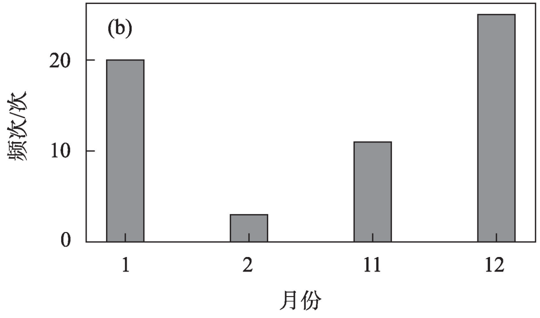


图4 2013—2023年PCAPs发生频次(a)及月份发生频次(b)

Fig. 4 Frequency of occurrence of PCAPs (a) from 2013 to 2023 and frequency of occurrence in months (b)

PCAPs事件开始发生的夜间都具有更强的辐射冷却作用，使得近地面位温更低，产生气层间更大的位温差异，形成更加稳定的气层结构，导致PCAPs事件得以发生。而冬季地面收到的太阳辐射季节性减小，无法打破这种稳定形势，使得PCAPs事件可以在白天继续维持。为了能够更加清晰的了解2013—2023年兰州山谷频繁发生的PCAPs事件，图4~图5描绘了10 a间PCAPs事件时间分布情况，发生的频率，持续时间及其强度。

2013—2023年期间共发生59次PCAPs事件，共计持续197 d(图4a)。PCAPs每年发生频率呈现出先增长后下降的趋势，在2016年发生次数最多，为11次；其次是2017年，发生10次；2021年发生次数最少，在该年并未检测出PCAPs事件的发生。在2013—2018年期间共计发生51次，占比86.44%；在2019—2023年共计发生8次，占比13.56%，PCAPs的发生频率在2018年发生转折，2018年以后其发生频率明显变低。2019年以前的秋季和冬季的$PM_{2.5}$浓度分别为50.35 μg·m^{-3}和66.41 μg·m^{-3}；2019年以后的秋季和冬季的$PM_{2.5}$浓度分别为33.53 μg·m^{-3}和52.69 μg·m^{-3}，比前6 a分别降低33.41%和20.66%。这可能是由于2019年末全球疫情爆发，包括兰州等大部分城市从2020年1月下旬开始进行动态清零，这些措施使得空气污染物排放显著减小[38]。PCAPs主要发生在1月、2月、11月、12月(图4b)，在12月发生PCAPs的频率最高为25次，占PCAPs发生次数的42.37%；其次是1月共计发20次，占PCAPs发生次数的33.9%。主要是由于在这几个月内地面受到辐射季节性的减小，使得秋季和冬季具有较小的地表热通量与显热通量，无法打破温度平流下沉增温导致兰州上方较暖空气与近地面较冷空气形成的稳定形势，同时$PM_{2.5}$浓度的季节性增高，使得其极易形成PCAPs事件的产生，从而造成持续性污染天气。

在2013—2023年期间发生的59次PCAPs事件中，持续天数为2 d的PCAPs事件发生次数最多，共计发生23次，占PCAPs事件发生次数的38.98%；其次是持续时间为3 d的PCAPs事件，共计发生15次，占比25.42%。持续天数为4 d的PCAPs事件，总的持续天数最长，共计52 d，超过持续天数为2 d和3 d的总持续天数46 d和45 d(图5a)。持续天数为4 d的PCAPs强度最强，为7.36 J·m^{-2}；其次是持续天数为12 d的PCAPs强度，为7.26 J·m^{-2}；持续性天数为5 d的PCAPs强度最小，仅为6.13 J·m^{-2}(图5b)，这可能是由于逆温、云层覆盖和风速等因素对持续时间较长的PCAPs事件的影响更加持久和显著，导致其PCAPs强度减弱。不同持续天数的PCAPs的$PM_{2.5}$浓度也具有一定差异，其中持续天数为5 d的PCAPs的$PM_{2.5}$浓度最高，为121.29 μg·m^{-3}；其次是持续天数为6 d的PCAPs事件，其$PM_{2.5}$浓度为115.28 μg·m^{-3}；$PM_{2.5}$浓度最低的是持续天数为12 d的PCAPs事件，仅为88.92 μg·m^{-3}。$PM_{2.5}$浓度随着PCAPs事件的持续时间增加呈现出先增后减的趋势，这可能是由于PCAPs形成并持续一段时间后，大气稳定层使得颗

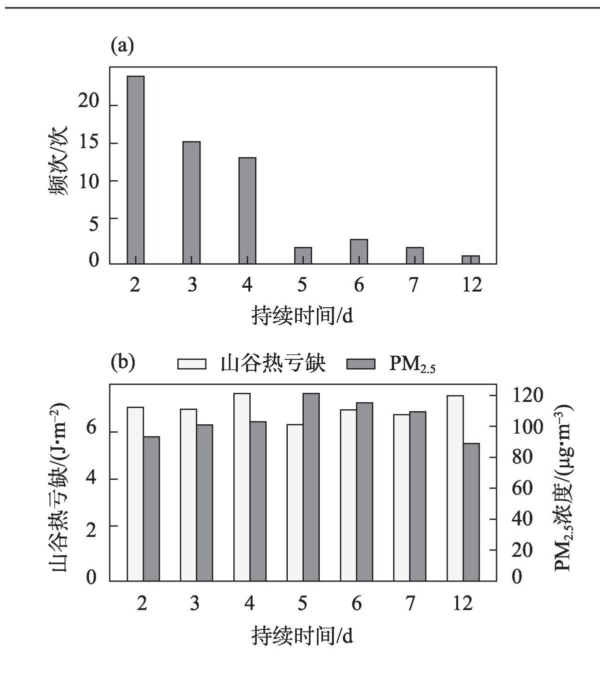


图5 PCAPs持续时间及其频次(a)和不同持续时间的PCAPs强度(Q)与$PM_{2.5}$浓度(b)

Fig. 5 Duration and frequency of PCAPs (a), and the intensity (Q) of PCAPs in relation to $PM_{2.5}$ concentration (b) for various durations

粒物无法扩散和清除,大气中的颗粒物会逐渐积累在空气中,导致$PM_{2.5}$浓度逐渐增加;而随着持续时间的推移,一些自然的清除机制可能通过干湿沉降作用清除大气中的颗粒物,此外,随着时间的推移,PCAPs扰动期间会发生垂直混合,这也有助于减少地面附近的$PM_{2.5}$浓度。

2.3 PCAPs期间污染物浓度变化分析

PCAPs事件的发生,削弱污染物向外的扩散的能力,造成严重的污染物的堆积现象。为了进一步了解PCAPs期间污染物浓度的变化,图6~图7描绘了2013—2023年内PCAPs期间AQI指数、PCAPs强度和各污染物浓度的变化情况。PCAPs期间AQI指数、PCAPs强度、$PM_{2.5}$、SO_2、NO_2、CO和PM_{10}的浓度相比于非PCAPs事件时都有显著的提升,但O_3浓度却呈现相反趋势。

PCAPs期间的PCAPs强度与$PM_{2.5}$浓度比非PCAPs期间分别增长4.4 J·m^{-2}和52.59 μg·m^{-3}(图6)。这是由于在PCAPs期间,谷底位温与山顶位温间差异增大,使得山谷大气静力稳定程度增加,污染物向外输送受阻所造成的。PCAPs期间山谷热亏缺呈现出波动性增长,其平均值为7.11 J·m^{-2},最大值出现在2022年,为8.07 J·m^{-2};最小值出现在2013年(除2021年外),仅为6.27 J·m^{-2}。非PCAPs期间的山谷热亏缺呈现出较为稳定的波动变化,其偏差最大为0.84 J·m^{-2},平均值为2.71 J·m^{-2},最大值出现在2021年,为3.21 J·m^{-2};最小值出现在2016年,为2.34 J·m^{-2}。$PM_{2.5}$浓度在PCAPs期间与非PCAPs期间变化都呈现出波动降低的趋势,其平均值分别为96.61 μg·m^{-3}和44.01 μg·m^{-3},最大值都出现在2013年,大小分别为109.52 μg·m^{-3}和60.24 μg·m^{-3}。2021年并未筛选出PCAPs事件,可能是由于2021年的秋冬季节时$PM_{2.5}$浓度偏低,其在易发生PCAPs事件的1月、2月、11月、12月期间,$PM_{2.5}$浓度分别为49 μg·m^{-3}、38.32 μg·m^{-3}、47.34 μg·m^{-3}、49.49 μg·m^{-3},比历年平均值低28%、30%、26%、34%,并且在秋冬季节并未出现连续两天$PM_{2.5}$浓度>75 μg·m^{-3}的事

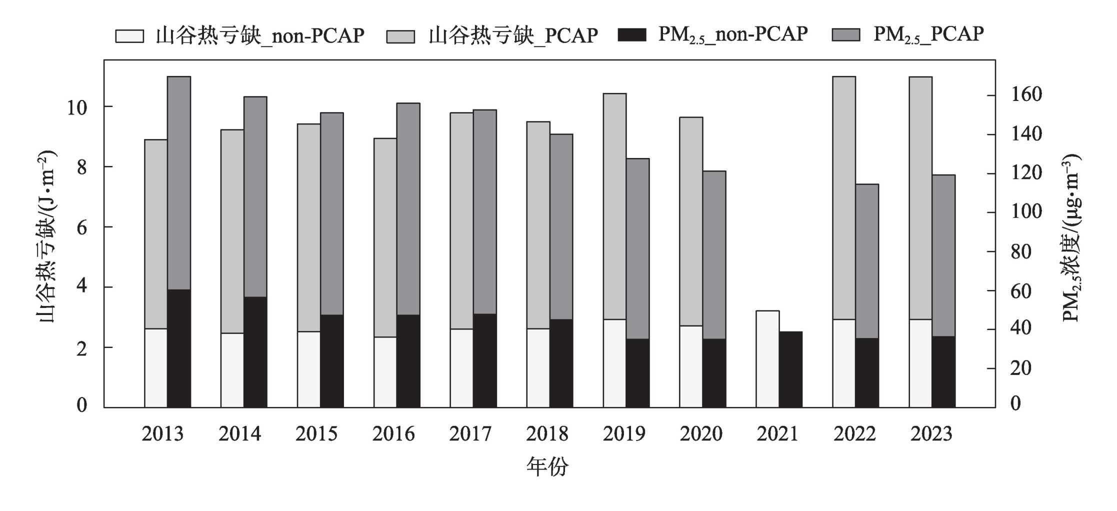


图6 2013—2023年兰州山谷PCAPs与非PCAPs(non-PCAPs)期间山谷热亏缺(Q)与$PM_{2.5}$浓度的年际变化

Fig. 6 Interannual variations of valley heat deficit (Q) and $PM_{2.5}$ concentration during PCAPs and non-PCAPs periods in Lanzhou valley from 2013 to 2023

件，未形成持续性污染天气，故在2021年未筛选出PCAPs事件。

非PCAPs期间与PCAPs期间AQI指数都表现为波动式减小的趋势，非PCAPs期间平均每年减小3.09；PCAPs期间平均每年减小6.71。非PCAPs期间AQI指数平均值为81；PCAPs期间AQI指数平均值为138，比非PCAPs期间增长70.37%（图7a）。这可能是由于冬季污染排放增多，并且受天气系统及山谷地形的影响，污染物在PCAPs期间无法及时向外输送，不断积累在山谷之中，导致空气质量变差，AQI指数增长，这与狄慧等[28]的研究结果类似。非PCAPs期间大气的静力稳定度降低，逆温层减弱或消失，并伴随着较强的风或者气团的交替，地面附近的污染物可以被扩散稀释和携带到更高的大气层中，从而降低地面的污染物浓度，使得非PCAPs期间AQI指数低于PCAPs期间。

SO_2浓度变化与AQI指数相似，SO_2浓度都表现出波动式减小的趋势（图7b），其中非PCAPs期间平均每年减小1.19 μg·m^{-3}；PCAPs期间平均每年减小3.56 μg·m^{-3}。非PCAPs期间SO_2浓度平均值为18.06 μg·m^{-3}；而PCAPs期间SO_2浓度平均值为44.12 μg·m^{-3}，比非PCAPs期间增长144.3%。NO_2浓度变化呈现出先增后减的趋势（图7c），并2017年出现最大值，可能是由于前期工业的增长、汽车数量的增加和能源消费的上升，导致NO_2浓度的上升，而后由于减排目标的实施，限制高污染燃料的使用[39]、推广新能源汽车从而导致在2017年以后NO_2浓度的下降。非PCAPs期间NO_2浓度平均值为45.15 μg·m^{-3}；在PCAPs期间NO_2浓度平均值为83.21 μg·m^{-3}，相比于非PCAPs期间增长84.3%。CO浓度在PCAPs期间呈现出先增大后减小的趋势，造成这一现象的原因可能与NO_2浓度变化类似，而在非PCAPs期间呈

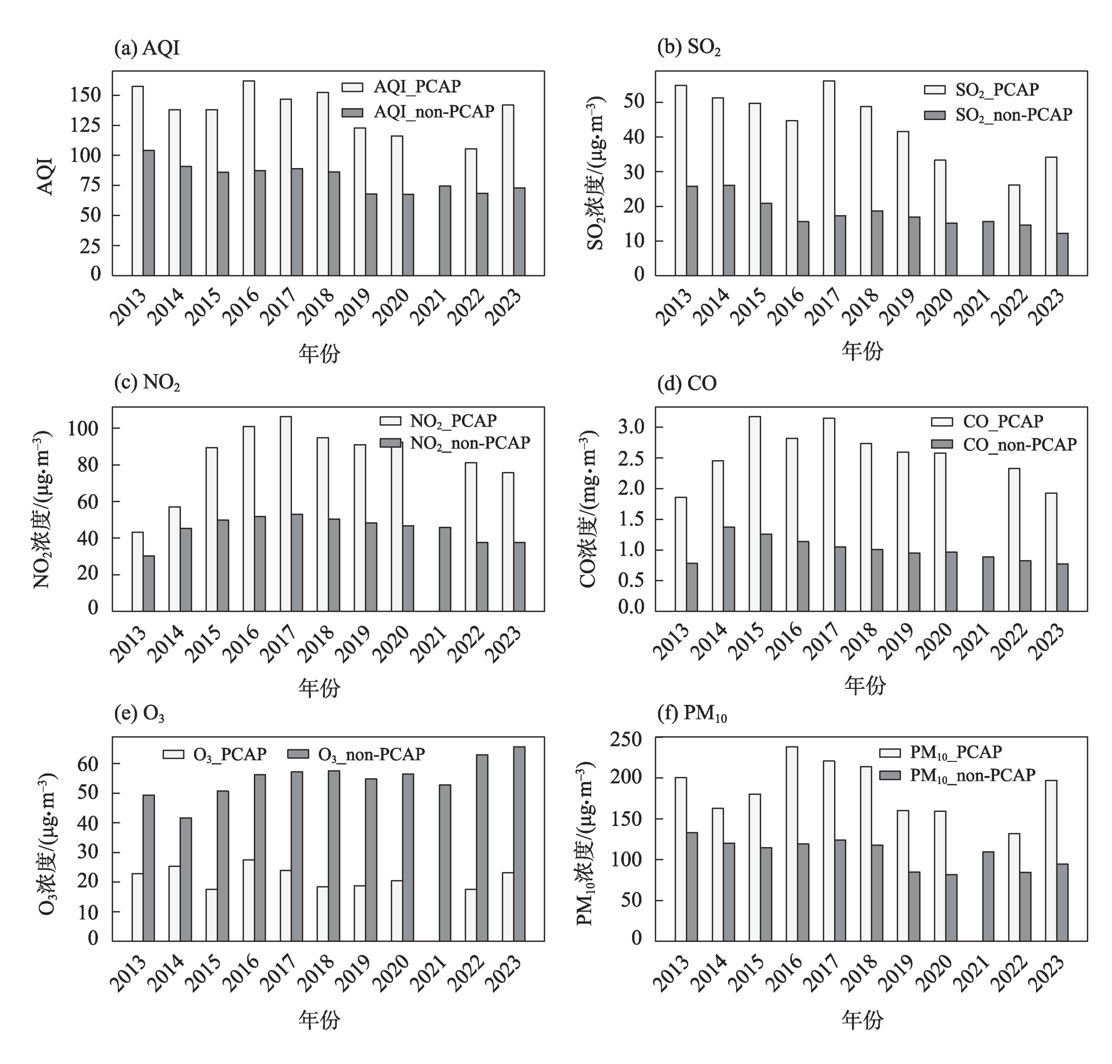


图7 2013—2023年PCAPs期间与非PCAPs期间的各要素的年际变化

Fig. 7 Interannual variations of various elements during PCAPs and non-PCAPs periods from 2013 to 2023

现出减小的趋势(图7d)，这可能是由于非PCAPs期间的气象条件有利于CO的扩散和稀释，同时受减排影响，导致非PCAPs期间CO浓度呈现出下降趋势。非PCAPs期间CO浓度的平均值为1 mg·m^{-3}；在PCAPs期间CO浓度的平均值为2.56 mg·m^{-3}，比非PCAPs期间增长156%。

O_3浓度与其他污染物浓度呈现出不同的趋势，O_3浓度在PCAPs期间呈现出波动减小趋势，且年平均减小速度为0.93 μg·m^{-3}；在非PCAPs期间呈现出增长趋势，且年平均增长速度为1.56 μg·m^{-3}。PCAPs期间的O_3浓度要远小于非PCAPs期间的O_3浓度(图7e)，非PCAPs期间O_3浓度的平均值为55.1 μg·m^{-3}；PCAPs期间O_3浓度的平均值为21.55 μg·m^{-3}，相比于非PCAPs期间下降60.89%。这可能是由于O_3浓度的季节性变化与其他污染物相反，表现为夏季强冬季弱的特点。而PCAPs多发生于冬季，并且颗粒物浓度较高，进一步削弱太阳辐射强度，使得光化学反应速率降低，导致冬季O_3浓度偏低，此外，PCAPs期间风速减小，无法将更多的前体物输送到兰州山谷，使得O_3浓度进一步降低；在非PCAPs期间兰州山谷接收到的太阳辐射强，使得光化学反应速率升高，有利于O_3生成[3,40]，从而造成非PCAPs期间O_3浓度比PCAPs期间高。

PM_{10}浓度呈现出波动减小的趋势(图7f)，其中PCAPs期间PM_{10}浓度平均每年减小8.17 μg·m^{-3}；非PCAPs期间PM_{10}浓度平均每年减小4.22 μg·m^{-3}。这可能是由于工业结构的调整、能源结构的改善、扬尘控制以及绿化增长有关。非PCAPs期间PM_{10}浓度平均值为107.69 μg·m^{-3}；PCAPs期间PM_{10}浓度平均值为186.46 μg·m^{-3}，相比于非PCAPs期间增长73.15%。这可能是由于PCAPs期间的静稳大气结构，使得PM_{10}无法及时向外扩散造成堆积所导致的。

PCAPs期间各污染物浓度存在一定的季节变化(表1)，其中NO_2、O_3、$PM_{2.5}$和PM_{10}浓度呈现出秋季高冬季低，而SO_2和CO浓度呈现出冬季高秋季低的特点。NO_2浓度冬季比秋季低6.64%，O_3浓度冬季比秋季低3.45%，$PM_{2.5}$浓度冬季比秋季低20.58%，PM_{10}浓度冬季比秋季低38.72%。其中PM_{10}浓度变化幅度最大，可能是由于在2013年、2016年、2018年秋季的PCAPs事件中，有8次PCAPs事件存在沙尘气溶胶[41-42]，造成PCAPs叠加沙尘气溶胶的持续污染，使得$PM_{2.5}$浓度和PM_{10}浓度在秋季都高于冬季。NO_2浓度和O_3浓度可能是由于秋季存在生物质燃烧活动[43]，可能导致NO_2浓度的排放增加，并且秋季太阳辐射高于冬季，促进光化学反应，从而使得秋季NO_2浓度和O_3浓度相比于冬季有所增加。SO_2和CO浓度在冬季比秋季分别高17.13%和14.11%，可能是由于冬季的污染排放增加和PCAPs事件造成的污染物堆积所造成的。

2.4 PCAPs、PCAPs叠加沙尘气溶胶的空气污染对比分析

相比于PCAPs事件，PCAPs叠加沙尘气溶胶事件对人们的影响更大，其存在比PCAPs事件更高的颗粒物浓度，使得兰州山谷空气质量和能见度进一步下降，严重的影响人们的工作、出行及身体健康，因此有必要对PCAPs叠加沙尘气溶胶事件进行分析与研究。根据Cai等[36]和Sun等[44]的研究，$PM_{2.5}$:PM_{10}是量化粗颗粒和细颗粒对气溶胶颗粒相对贡献的一个良好的指标，这个指标在清洁天气时平均为37%，在污染天气时平均为54%，表现出显著的差异，而在污染天气中表现出较低的指标，则表明此次污染天气主要受到PM_{10}浓度的影响，即存在沙尘气溶胶。本文根据这一指标筛选出PCAPs期间PM_{10}浓度贡献较大($PM_{2.5}$:PM_{10}<0.4)的日期定义为PCAPs叠加沙尘气溶胶的天气。

在2013年1月—2023年11月发生的59次PCAPs事件中涉及沙尘气溶胶的天气为13次，占比22.03%。主要发生在2013年、2016年、2017年和2018年[41-42]，共计20 d，占PCAPs持续天数的10.15%。沙尘气溶胶对白天PCAPs强度起到加强作用，沙尘气溶胶在白天减少地面接收到太阳辐射，使得白天谷底位温降低，增大谷底空气与山谷

表1 PCAPs期间污染物季节平均浓度

Tab. 1 The seasonal average concentrations of pollutants during PCAPs

	SO_2/(μg·m^{-3})	NO_2/(μg·m^{-3})	CO/(mg·m^{-3})	O_3/(μg·m^{-3})	$PM_{2.5}$/(μg·m^{-3})	PM_{10}/(μg·m^{-3})
秋季	42.38	89.89	2.41	23.17	129.19	291.15
冬季	49.64	83.92	2.75	22.37	102.6	178.43

顶部沉降形成的暖空气之间的位温差，使得气层更加稳定；而对夜间PCAPs强度起到削弱作用，是由于沙尘气溶胶在夜间将吸收更多的地面向上的长波辐射，在低空形成一层保温层，削弱由地面辐射冷却造成的谷底地面空气位温的降低，减小谷底空气位温与山谷顶部空气位温之间的差异，使得PCAPs事件强度减弱。

在PCAPs无沙尘气溶胶时，$PM_{2.5}$:PM_{10}的值平均在0.58；在PCAPs叠加沙尘气溶胶时，$PM_{2.5}$:PM_{10}的值平均在0.31。表明在PCAPs无沙尘气溶胶时，$PM_{2.5}$对于污染的贡献远大于有沙尘气溶胶时（图8a）。$PM_{2.5}$浓度在无沙尘气溶胶时的平均值为100.15 μg·m^{-3}；在有沙尘气溶胶时的平均值为118.51 μg·m^{-3}（图8b），相比于无沙尘气溶胶时上升18.33%。PM_{10}浓度在无沙尘气溶胶时的平均值为176.64 μg·m^{-3}；在有沙尘气溶胶时为411.62 μg·m^{-3}（图8c），相比于无沙尘气溶胶时增长133.03%，说明沙尘气溶胶对颗粒物浓度存在一定的影响，并且主要影响为粗颗粒物浓度大小。

有无沙尘气溶胶时AQI指数同样表现出显著的差异（图8d），在无沙尘气溶胶的期间AQI指数平均值为135，处于轻度污染阶段；而发生沙尘气溶胶时AQI指数的平均值高达249，处于重度污染阶段，比无沙尘气溶胶期间上升84.44%。说明PCAPs叠加沙尘气溶胶，所造成的空气污染更加严重，对人们的生活和身体健康存在着严峻的影响。O_3浓度在无沙尘气溶胶时的平均值为22.35 μg·m^{-3}；在有沙尘气溶胶时的平均值为24.25 μg·m^{-3}（图8e），相比于无沙尘气溶胶期间上升8.5%。这可能是由于沙尘气溶胶颗粒为表面反应提供场所条件促进O_3的生成，并且沙尘气溶胶粒子可能携带一些催化剂，从而参与到大气中的化学反应中，增大O_3的生成速率。此外，沙尘气溶胶粒子可能伴随着大气垂直混合的变化，这可能将上层大气中的O_3带到地面附

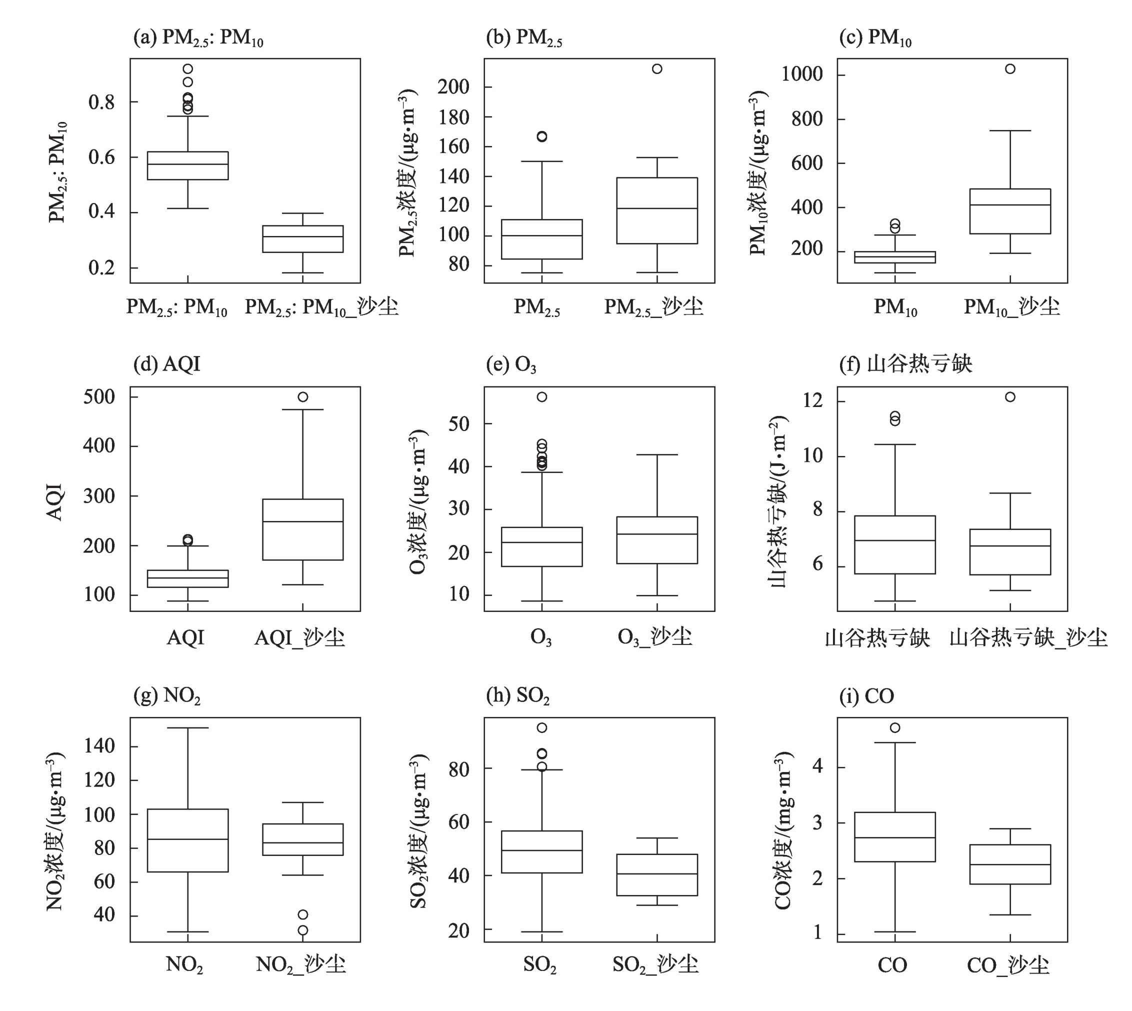


图8 PCAPs期间有无沙尘气溶胶时各要素的变化

Fig. 8 Variations of various elements during PCAPs with and without dust aerosols

近，造成O_3区域输送，从而影响O_3浓度[3,40]。

有无沙尘气溶胶时PCAPs强度的平均值相差无几，分别为6.75 J·m^{-2}和6.94 J·m^{-2}(图8f)。但二者在高值处具有一定差异，没有沙尘气溶胶时的PCAPs强度的高值要大于PCAPs叠加沙尘气溶胶时的高值。这可能是由于PCAPs强度的高值一般发生在夜间，而沙尘气溶胶削弱PCAPs事件夜间近地面位温的下降的程度，减小谷底到高空的位温差异，使得夜间PCAPs强度有所减小。NO_2浓度的变化与PCAPs强度十分相似，在有无沙尘气溶胶时其平均值同样变化不大，分别为83.26 μg·m^{-3}和85.3 μg·m^{-3}(图8g)。SO_2浓度和CO浓度在有无沙尘气溶胶时变化情况与其他污染物不同(图8h~图8i)，无沙尘气溶胶时的SO_2浓度和CO浓度的平均值为49.36 μg·m^{-3}和2.74 mg·m^{-3}；而存在沙尘气溶胶时SO_2浓度和CO浓度平均值为40.7 μg·m^{-3}和2.25 mg·m^{-3}，相比于无沙尘期间分别下降17.54%和17.88%。这可能是由于沙尘气溶胶粒子表面可以吸附SO_2，导致SO_2从气相转移到颗粒相，从而降低气态SO_2的浓度，并且沙尘气溶胶粒子上可能含有的金属离子，作为催化剂促进SO_2的氧化反应，形成硫酸盐颗粒物，而减少大气中SO_2的浓度。此外，沙尘气溶胶粒子可能影响区域内的人类活动，减少交通流量或工业活动，从而减少SO_2和CO的浓度。

3 结 论

本文采用2013年1月18日—2023年11月25日探空观测逐日数据计算兰州地区山谷热亏缺的量值，并使用空气质量逐日数据，统计分析兰州山谷PCAPs的年际、月际和持续时间的分布情况，以及PCAPs强度的变化和各污染物的变化情况，最后讨论PCAPs叠加沙尘气溶胶时各污染物浓度的变化情况，并得出以下结论：

(1) 在年际变化中山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度呈现出负相关趋势，在季节变化中和月际变化中山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度呈现出正相关趋势。山谷热亏缺大小的平均值为2.92 J·m^{-2}，并于2019年12月出现最大值，为6.03 J·m^{-2}。$PM_{2.5}$浓度大小的平均值为47.28 μg·m^{-3}，于2016年12月出现浓度最大值，为97.59 μg·m^{-3}。

(2) 2013—2023年期间一共发生59次PCAPs事件，共计持续197 d。2016年发生次数最多，为11次；其次是2017年发生10次。PCAPs主要发生1月、2月、11月、12月，在12月发生PCAPs的频率最高为25次；其次是1月共计发20次。

(3) PCAPs期间的山谷热亏缺与$PM_{2.5}$浓度比非PCAPs期间分别高出4.43 J·m^{-2}和52.14 μg·m^{-3}。PCAPs期间AQI指数、SO_2、NO_2、CO与PM_{10}的浓度大小相比于非PCAPs期间都存在显著的升高，但O_3浓度却呈现相反趋势。其中AQI指数增长70.37%，SO_2浓度增长144.3%，NO_2浓度增长84.3%，CO浓度增长156%，PM_{10}浓度增长73.15%，而O_3浓度下降60.89%。

(4) 在PCAPs无沙尘气溶胶时，$PM_{2.5}$:PM_{10}的值平均在0.58，在PCAPs叠加沙尘气溶胶时，$PM_{2.5}$:PM_{10}的值平均在0.31。相比于无沙尘的PCAPs，叠加沙尘气溶胶的PCAPs事件的$PM_{2.5}$浓度、PM_{10}浓度、AQI指数和O_3浓度分别增长18.33%、133.03%、84.44%、8.5%，PCAPs强度与NO_2浓度变化不大，SO_2浓度和CO浓度则分别降低17.54%和17.88%。

参考文献(References)：

[1] 菅月诚, 赵铖博, 朱子博, 等. 聊城市$PM_{2.5}$和O_3污染特征及气象因素影响分析[J]. 环境科学学报, 2023, 43(9): 257-267. [Jian Yuecheng, Zhao Chengbo, Zhu Zibo, et al. Analysis of $PM_{2.5}$ and O_3 pollution characteristics and the influence of meteorological factors in Liaocheng City[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(9): 257-267.]

[2] 刘淼晗, 于宸涛, 房祥玉, 等. 2014—2020年河南省$PM_{2.5}$-O_3复合污染特征及气象成因分析[J]. 环境科学研究, 2023, 36(2): 285-293. [Liu Miaohan, Yu Chentao, Fang Xiangyu, et al. Analysis of $PM_{2.5}$-O_3 compound pollution characteristics and meteorological causes in Henan Province from 2014 to 2020[J]. Research of Environmental Sciences, 2023, 36(2): 285-293.]

[3] 樊文雁, 蔡子颖, 姚青, 等. 区域输送对天津臭氧污染的影响[J]. 中国环境科学, 2022, 42(11): 4991-4999. [Fan Wenyan, Cai Ziying, Yao Qing, et al. Effect of regional transport on ozone pollution in Tianjin[J]. China Environmental Science, 2022, 42(11): 4991-4999.]

[4] 贾册, 陈臻, 韩梅. 基于决策树模型的区域$PM_{2.5}$污染管控时空识别—以关中地区为例[J]. 干旱区研究, 2022, 39(4): 1056-1065. [Jia Ce, Chen Zhen, Han Mei. Optimal time period for $PM_{2.5}$ control based on decision tree model: A case study of Guanzhong, China[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(4): 1056-1065.]

[5] 王安庭, 李煜斌, 赵纯, 等. 边界层方案对南京地区$PM_{2.5}$浓度模拟的影响[J]. 中国环境科学, 2021, 41(7): 2977-2992. [Wang Anting, Li Yubin, Zhao Chun, et al. Influence of different bound-

ary layer schemes on $PM_{2.5}$ concentration simulation in Nanjing[J]. China Environmental Science, 2021, 41(7): 2977−2992.]

[6] Aron D J, Agustín R G, Ernesto C. Locally induced surface air confluence by complex terrain and its effects on air pollution in the valley of Mexico[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(30): 5481−5489.

[7] Holmes H, Jai K S, Eric R P, et al. Turbulent fluxes and pollutant mixing during wintertime air pollution episodes in complex terrain [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(22): 13206−13214.

[8] Lu W, Zhong S. A numerical study of a persistent cold air pool episode in the Salt Lake Valley, Utah[J]. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 2014, 119(4): 1733−1752.

[9] Lareau N P, Horel J D. Dynamically induced displacements of a persistent cold-air pool[J]. Boundary-Layer Meteorology, 2015, 154 (2): 291−316.

[10] Price J D, Vosper S, Brown A, et al. COLPEX field and numerical studies over a region of small hills[J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2011, 92(12): 1636−1650.

[11] Whiteman C D, Zhong S, Shaw W J, et al. Cold pools in the Columbia basin[J]. Weather and Forecasting, 2001, 16(4): 432−447.

[12] Lareau N P, Crosman E, Whiteman C D, et al. The persistent cold-air pool study[J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2013, 94(1): 51−63.

[13] Yao W, Zhong S. Nocturnal temperature inversions in a small, enclosed basin and their relationship to ambient atmospheric conditions[J]. Meteorology and Atmospheric Physics, 2009, 103(1): 195−210.

[14] Wolyn P G, Mckee T B. Deep stable layers in the intermountain western United States[J]. Monthly Weather Review, 1989, 117(3): 461−472.

[15] Reeves H D, Stensrud D J. Synoptic-scale flow and valley cold pool evolution in the western United States[J]. Weather and Forecasting, 2009, 24(6): 1625−1643.

[16] Umek L, Gohm A, Haid M, et al. Large-eddy simulation of foehn-cold pool interactions in the Inn Valley during PIANO IOP 2[J]. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 2021, 147 (735): 944−982.

[17] Pastore M A, Classen A T, D′Amato A W, et al. Cold-air pools as microrefugia for ecosystem functions in the face of climate change [J]. Ecology, 2022, 103(8): e3717.

[18] Silcox G D, Kelly K E, Crosman E T, et al. Wintertime $PM_{2.5}$ concentrations during persistent, multi-day cold-air pools in a mountain valley[J]. Atmospheric Environment, 2011, 46(18): 17−24.

[19] Ivey C E, Balachandran S, Colgan S, et al. Investigating fine particulate matter sources in Salt Lake City during persistent cold air pool events[J]. Atmospheric Environment, 2019, 213(26): 568−578.

[20] McCaffrey K, Wilczak J M, Bianco L, et al. Identification and characterization of persistent cold pool events from temperature and wind profilers in the Columbia River basin[J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2019, 58(12): 2533−2551.

[21] Sun X, Holmes H. Surface turbulent fluxes during persistent cold-air pool events in the Salt Lake Valley, Utah. Part I: Observations [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2019, 58(12): 2553−2568.

[22] Neemann E M, Crosman E T, Horel J D, et al. Simulations of a cold-air pool associated with elevated wintertime ozone in the Uintah Basin, Utah[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015, 15 (1): 135−151.

[23] Crosman E T, Horel J D. Large-eddy simulations of a Salt Lake Valley cold-air pool[J]. Atmospheric Research, 2017, 193(32): 10−25.

[24] Colgan S, Sun X, Holmes H A. A novel meteorological method to classify wintertime cold-air pool events[J]. Atmospheric Environment, 2021, 261(29): 118594.

[25] 杨燕萍, 王莉娜, 杨丽丽, 等. 兰州市沙尘天气污染特征及潜在源区[J]. 中国沙漠, 2020, 40(3): 60−66. [Yang Yanping, Wang Lina, Yang Lili, et al. Air pollution characteristics and potential sources in Lanzhou during dust weather[J]. Journal of Desert Research, 2020, 40(3): 60−66.]

[26] 赵侦竹, 马敏劲, 康国强, 等. 兰州市空气污染物变化及污染持续性特征分析[J]. 干旱区研究, 2023, 40(5): 715−725. [Zhao Zhenzhu, Ma Minjin, Kang Guoqiang, et al. Analysis on variation characteristics of continuous air pollution in Lanzhou[J]. Arid Zone Research, 2023, 40(5): 715−725.]

[27] 杨秀梅. 兰州持续性冷池空气污染特征及其生消过程的研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2018. [Yang Xiumei. Air Pollution Characteristics of Persistent Cold Air Pool in Lanzhou and Its Formation and Dissipation Processes[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2018.]

[28] 狄慧, 车浩驰, 王彦锋. 2000—2019年兰州地区秋冬季大气环流下的污染特征分析[J]. 气象与环境科学, 2023, 46(1): 66−72. [Di Hui, Che Haochi, Wang Yanfeng. Pollution characteristics under atmospheric circulations in autumn and winter in Lanzhou from 2000 to 2019[J]. Meteorological and Environmental Sciences, 2023, 46(1): 66−72.]

[29] 王式功, 杨民, 祁斌, 等. 甘肃河西沙尘暴对兰州市空气污染的影响[J]. 中国沙漠, 1999, 19(4): 58−62. [Wang Shigong, Yang Min, Qi Bin, et al. Influence of sand-dust storms occurring over the Gansu Hexi district on the air pollution in Lanzhou City[J]. Journal of Desert Research, 1999, 19(4): 58−62.]

[30] 马敏劲, 谭子渊, 陈玥, 等. 近15 a兰州市空气质量变化特征及沙尘天气影响[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 2019, 55(1): 33−41. [Ma Minjin, Tan Ziyuan, Chen Yue, et al. Characteristics of air quality and impact of sand and dust weather in the recent 15 years in Lanzhou City[J]. Journal of Lanzhou University (Natural Sciences), 2019, 55(1): 33−41.]

[31] Whiteman C D, Bian X D, Zhong S Y. Wintertime evolution of the

temperature inversion in the Colorado Plateau Basin[J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 1999, 38(8): 1103-1117.

[32] Cao X, Wang Z, Tian P, et al. Statistics of aerosol extinction coefficient profiles and optical depth using lidar measurement over Lanzhou, China since 2005-2008[J]. Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer, 2013, 122(53): 150-154.

[33] 李志强, 刘谦和, 宋宝健, 等. 兴隆山地貌特征及地貌类型划分[J]. 甘肃农业大学学报, 1990, 25(3): 303-312. [Li Zhiqiang, Liu Qianhe, Song Baojian, et al. Geomorphic features and types of Xinglong mountains[J]. Journal of Gansu Agricultural University, 1990, 25(3): 303-312.]

[34] 安永梅, 杜维波, 周晓雷, 等. 兴隆山自然保护区种子植物的垂直分布格局研究[J]. 西北植物学报, 2023, 43(6): 1017-1025. [An Yongmei, Du Weibo, Zhou Xiaolei, et al. Vertical distribution pattern of seed plantsin Xinglong mountain nature reserve[J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2023, 43(6): 1017-1025.]

[35] Yu X, Zhu B, Fan S, et al. Ground-based observation of aerosol optical properties in Lanzhou, China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, 21(11): 1519-1524.

[36] Cai Q, Dai X R, Li J R, et al. The characteristics and mixing states of $PM_{2.5}$ during a winter dust storm in Ningbo of the Yangtze River Delta, China[J]. The Science of the Total Environment, 2019, 709 (48): 136-146.

[37] Whiteman C D, Hoch S W, Horel J D, et al. Relationship between particulate air pollution and meteorological variables in Utah's Salt Lake Valley[J]. Atmospheric Environment, 2014, 94(21): 742-753.

[38] 靳烟雨. 新冠疫情期间各省份大气污染特征分析[D]. 开封: 河南大学, 2023. [Jin Yanyu. Analysis of Air Pollution Characteristics in Different Provinces During COVID-19[D]. Kaifeng: Henan University, 2023.]

[39] 单玉龙, 彭悦, 楚碧武, 等. 我国重点行业氮氧化物管控现状及减排策略[J]. 环境科学研究, 2023, 36(3): 431-438. [Shan Yulong, Peng Yue, Chu Biwu, et al. Control status and emission reduction strategies of nitrogen oxides in key industries in China[J]. Research of Environmental Sciences, 2023, 36(3): 431-438.]

[40] 刘楚薇, 连鑫博, 黄建平. 我国臭氧污染时空分布及其成因研究进展[J]. 干旱气象, 2020, 38(3): 355-361. [Liu Chuwei, Lian Xinbo, Huang Jianping. Research review on the spatio-temporal distribution of ozone pollution and its causes in China[J]. Journal of Arid Meteorology, 2020, 38(3): 355-361.]

[41] 赵留元, 李子璇, 吕沛诚, 等. 基于SPAMS的兰州市2018年冬季沙尘天气过程细颗粒物污染特征及来源研究[J]. 环境科学学报, 2020, 40(2): 388-400. [Zhao Liuyuan, Li Zixuan, Lü Peicheng, et al. Pollution characteristics and sources of atmospheric fine particulates during the period of 2018, winter dust weather in Lanzhou City based on SPAMS technology[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(2): 388-400.]

[42] 王蕾, 杨震, 刘笑, 等. 关中地区沙尘输送路径及潜在源区分析[J]. 干旱区资源与环境, 2023, 37(10): 109-117. [Wang Lei, Yang Zhen, Liu Xiao, et al. Transport pathways and potential source regions of dust in Guanzhong region[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2023, 37(10): 109-117.]

[43] 郭文凯, 刘镇, 刘文博, 等. 兰州生物质燃烧VOCs排放特征及其大气环境影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(1): 40-49. [Guo Wenkai, Liu Zhen, Liu Wenbo, et al. The characteristics of VOCs emission from biomass burning and its influence on atmospheric environment in Lanzhou City[J]. China Environmental Science, 2019, 39(1): 40-49.]

[44] Sun K, Chen X. Spatio-temporal distribution of localized aerosol loading in China: A satellite view[J]. Atmospheric Environment, 2017, 163(24): 35-43.

Characteristics and pollutant concentrations of persistent cold air pools in Lanzhou from 2013 to 2023

KANG Guoqiang, MA Minjin, CAO Yidan, CHEN Ran

(College of Atmospheric Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China)

Abstract: Persistent cold air pools (PCAPs) in valley cities lead to the prolonged accumulation of air pollutants, thereby affecting the lives and health of residents. In this study, sounding data and daily air quality data from January 2013 to November 2023 were used to calculate and statistically analyze the characteristics of PCAPs occurrences in the Lanzhou Valley. In addition, the impact of PCAPs intensity on changes in pollutant concentrations was explored, and variations in pollutant concentrations during PCAPs were analyzed and compared with concurrent dust aerosol pollution. Results indicate that from 2013 to 2023, 59 PCAPs occurred, lasting cumulative 197 days. During PCAPs, valley heat deficit and $PM_{2.5}$ concentrations were 4.4 $J \cdot m^{-2}$ and 52.59 $\mu g \cdot m^{-3}$ higher, respectively, compared with non-PCAPs. The air quality index (AQI), SO_2 concentration, NO_2 concentration, CO concentration, and PM_{10} concentration increased by 70.37%, 144.3%, 84.3%, 156%, and 73.15%, respectively, whereas O_3 concentration decreased by 60.89% during PCAPs. In PCAPs without dust aerosols, the average $PM_{2.5}$:PM_{10} ratio was 0.58, whereas in PCAPs with dust aerosols, the average ratio was 0.31. During PCAPs with concurrent dust aerosols, $PM_{2.5}$ concentration, PM_{10} concentration, AQI, and O_3 concentration increased by 18.33%, 133.03%, 84.44%, and 8.5%, respectively. However, SO_2 and CO concentrations decreased by 17.54% and 17.88%, respectively. These findings can serve as a reference for atmospheric pollution prevention and management strategies in the Lanzhou region.

Keywords: persistent cold air pools; dust aerosol; valley cities; valley heat deficit; air pollution